

La intensificación agrícola y la diversidad vegetal en los sistemas cerealistas de secano mediterráneos: implicaciones para la conservación

F.X. Sans¹, L. Armengot¹, M. Bassa¹, J.M. Blanco-Moreno¹, B. Caballero-López², L. Chamorro¹, L. José-María¹

(1) Grup de Recerca Ecologia dels Sistemes Agrícoles. Departament de Biologia Vegetal. Universitat de Barcelona, Avda. Diagonal 643, 08028 Barcelona, España.

(2) Dept. Artròpodes, Museu de Ciències Naturals de Barcelona, Avda. Picasso Av, 08003 Barcelona, España.

* Autor de correspondencia: F.X. Sans [fsans@ub.edu]

> Recibido el 18 de febrero de 2013, aceptado el 8 de marzo de 2013.

Sans, F.X., Armengot, L., Bassa, M., Blanco-Moreno, J.M., Caballero-López, B., Chamorro, L., José-María, L. (2013). La intensificación agrícola y la diversidad vegetal en los sistemas cerealistas de secano mediterráneos: implicaciones para la conservación. *Ecosistemas* 22(1):30-35. Doi.: 10.7818/ECOS.2013.22-1.06

El trabajo analiza la importancia de la diversidad vegetal en los agroecosistemas y los efectos de la intensificación de las prácticas agrícolas y del paisaje sobre la diversidad vegetal. La revisión de diversos estudios llevados a cabo por el equipo de investigación permite destacar que la intensificación agrícola, tanto a escala de campo como de paisaje, afecta negativamente la abundancia y la riqueza específica de la flora. La comparación de la flora arvense de los cultivos cerealistas de secano mediterráneos entre los años 50 y la actualidad refleja la reducción de la flora arvense, especialmente de la flora propia de las mieses y la disminución de la abundancia de grupos funcionales como las leguminosas y las plantas entomófilas. El efecto de las prácticas agrícolas y de la complejidad del paisaje varía en función de la flora estudiada. Así, la complejidad del paisaje es el principal factor que afecta la configuración de la vegetación de los márgenes, mientras que la intensidad de las prácticas agrícolas es el principal factor para explicar las diferencias en la flora arvense en el centro de los campos. Por último, el artículo analiza diversas propuestas para la gestión de los agrosistemas con el objetivo de conciliar la producción agrícola y la conservación de la biodiversidad en la región mediterránea.

Palabras clave: agricultura ecológica, flora arvense, flora mesícola, márgenes de campos, paisaje, prácticas agrícolas.

Sans, F.X., Armengot, L., Bassa, M., Blanco-Moreno, J.M., Caballero-López, B., Chamorro, L., José-María, L. (2013). Agricultural intensification and plant diversity in Mediterranean dryland cereal fields: implications for conservation. *Ecosistemas* 22(1):30-35. Doi.: 10.7818/ECOS.2013.22-1.06

The paper analyses the importance of plant diversity in agroecosystems and the effects of the intensification of agricultural practices and the complexity of the landscape on plant diversity. A review of several studies conducted by the research team shows that agricultural intensification, at field and landscape scales, negatively affects the abundance and richness of the flora. The comparison of weed communities from the 50s to the present reflects the reduction of weed flora, especially characteristic arable weeds, and the decline in abundance of functional groups such as legumes and insect-pollinated species. The effect of both agricultural practices and landscape complexity depends on the studied flora. Thus, landscape complexity is the main factor shaping vegetation of field boundaries whereas the intensity of agricultural practices is the most important factor in explaining differences in the weed flora in the centre of the fields. Finally, the paper discusses several proposals for farmland management aiming at reconciling crop production and biodiversity conservation in the Mediterranean region.

Key words: Agricultural practices, arable weeds, characteristic arable weeds, field boundaries, landscape, organic farming.

Los sistemas agrícolas

Los ecosistemas agrícolas son sistemas antropogénicos, es decir, su origen y mantenimiento están asociados a la actividad del hombre, que ha transformado la naturaleza para obtener principalmente alimentos. La actividad agraria es importante no sólo por su función de producir materias primas y alimentos para la población, sino también por su contribución al modelaje del paisaje agrícola y de los valores naturales que contenga. Sin embargo, la relación entre la agricultura y el medio natural no es siempre positiva debido a que las prácticas agrícolas pueden comportar efectos negativos como son la degradación, la fragmentación y la pérdida de hábitats, con el consiguiente deterioro y pérdida de biodiversidad.

Los agrosistemas ocupan casi la mitad de la superficie de la Unión Europea (European Commission 2011) y concentran una gran proporción de la biodiversidad (Pimentel et al. 1992). Pero es también donde se ha producido una mayor pérdida de biodiversidad (Preston et al. 1992). Este importante impacto de la actividad agrícola es un desafío permanente para la sostenibilidad de los agrosistemas, y pone de manifiesto la necesidad de armonizar la producción agrícola con el mantenimiento de la biodiversidad y los múltiples servicios ecosistémicos que proporciona (Zhang et al. 2007).

La flora arvense

La flora arvense está formada por el conjunto de plantas que habitan en los cultivos sin haber sido sembradas de manera inten-

cionada. Se trata de una flora que ha evolucionado paralelamente al desarrollo de la agricultura, que tiene unas características biológicas que le permiten superar la presión de las prácticas agrícolas. Así pues, la persistencia de sus poblaciones está ligada al mantenimiento de estas prácticas. Las especies arvenses propias de los cultivos de cereales se denominan mesícolas, un grupo particular dentro de la flora arvense. En su mayoría provienen del próximo Oriente, de donde fueron introducidas por el hombre con la expansión de la agricultura. A lo largo de milenios estas especies, principalmente anuales y bulbosas, se han adaptado a la gestión de estos cultivos y por eso actualmente viven casi de forma exclusiva en los campos de cereal.

Las especies arvenses tradicionalmente se han denominado malas hierbas porque compiten con el cultivo por los recursos, hasta el punto que pueden limitar su crecimiento y reducir su producción. Además, pueden actuar como huéspedes temporales de plagas y afectar negativamente la calidad de la cosecha. No obstante, la flora arvense tiene un papel importante en la red trófica de los agrosistemas puesto que interacciona directa o indirectamente con otros componentes del sistema y ofrece un amplio abanico de funciones ecológicas y agronómicas como son la polinización y el control de plagas (Caballero-López et al. 2010, 2012; Baraibar, 2013). Además, la flora arvense tiene un valor estético y constituye un patrimonio natural que se debe conservar (Clergue et al. 2005).

La intensificación agrícola

A partir de los años 60, la agricultura sufrió una fuerte intensificación (conocida como Revolución Verde), que se expresa tanto a escala de campo como a escala de paisaje. La intensificación a escala de campo se relaciona con la gestión de los cultivos y ha implicado principalmente el aumento de las aportaciones externas, como por ejemplo los biocidas y los fertilizantes sintéticos, la simplificación de las rotaciones de cultivos, la pérdida de diversidad cultivada a favor de la utilización de pocas variedades híbridas comerciales y el laboreo intensivo. La intensificación agrícola a escala de campo también ha comportado el aumento de la intensidad y de la frecuencia de las perturbaciones en los márgenes debido a la gestión directa y a la deposición por deriva de fertilizantes y herbicidas provenientes de los campos adyacentes. Los sistemas agrícolas que resultan de esta intensificación son muy especializados y caracterizados por una escasa complejidad y elevada dependencia de las aportaciones externas, y constituyen la llamada agricultura convencional. Por el contrario, la agricultura ecológica emplea un conjunto de prácticas más sostenibles con el objetivo de minimizar los efectos negativos sobre el entorno, preservar la fertilidad del suelo, incrementar el uso de recursos internos y conservar la biodiversidad. Por esta razón, la gestión ecológica se caracteriza por prohibir el uso de productos de síntesis química, tener una fertilización basada en la aplicación de materia orgánica y la incorporación de leguminosas y abonos verdes en las rotaciones del cultivo.

La intensificación agrícola también se pone de manifiesto a escala de paisaje. Un ejemplo es la concentración parcelaria de la segunda mitad del siglo XX, que ha comportado la agregación de campos y la reducción y simplificación estructural de muchos de los hábitats asociados a los cultivos. Así, los sistemas agrícolas han pasado de ser más o menos complejos, formados por un mosaico de cultivos y márgenes y con una proporción elevada de hábitats naturales y seminaturales a su alrededor, a ser paisajes simples dominados por extensas áreas cultivadas con poca heterogeneidad espacial (Tschardt et al. 2005; Gabriel et al. 2006). La intensificación a escala de paisaje ha causado también la reducción del área y la simplificación estructural de los márgenes (Schippers y Joenje 2002), originando márgenes más estrechos y más susceptibles a las perturbaciones procedentes de la gestión de los campos adyacentes.

La mayoría de los estudios sobre el efecto de la intensidad de la gestión agrícola sobre la biodiversidad de los agrosistemas ha utilizado la comparación entre fincas ecológicas y convencionales (Hole et al. 2005; Gibson et al. 2007). Sin embargo, aunque hay

evidencias de que la agricultura convencional suele ser más intensa que la agricultura ecológica, existe un gradiente en la intensidad de la gestión, tanto en la gestión ecológica como convencional (Armengeto et al. 2011a). Por lo tanto, para evaluar el grado de intensidad de las prácticas agrícolas de manera más precisa se ha utilizado la clásica dicotomía entre gestión ecológica y convencional se han utilizado diversos índices. Algunos autores han utilizado el rendimiento de los cultivos por unidad de superficie, la cuantificación de los insumos agrícolas relacionados con la productividad (fertilización, pesticidas), índices de intensificación que incorporan distintas variables de gestión, etc. (Shriar 2000; Rigby et al. 2001; Herzog et al. 2006; Reidsma et al. 2006).

La proporción de cultivos herbáceos extensivos es una de las medidas más utilizadas como indicador de la intensificación del paisaje. Esta variable se correlaciona con otros atributos del paisaje agrícola, como por ejemplo, la diversidad y la fragmentación de los hábitats y la densidad de márgenes (Bassa et al. 2012b). Estas correlaciones son consistentes en paisajes tan contrastados como son los del norte y el centro de Europa y los mediterráneos (Gabriel et al. 2005; Rundlöf et al. 2010; Bassa et al. 2012b).

La intensificación agrícola y la diversidad vegetal de los cultivos cerealistas de secano mediterráneos

Durante los últimos años el equipo de Ecología de los Sistemas Agrícolas de la Universidad de Barcelona ha llevado a cabo diversos estudios encaminados a evaluar los efectos de la intensificación agrícola sobre la diversidad vegetal de los cultivos cerealistas de secano de la depresión Central Catalana, con el objetivo de proponer medidas de gestión que permitan revertir la pérdida de diversidad en los sistemas agrícolas de la región mediterránea. En este apartado se exponen de manera sintética los principales resultados obtenidos.

La gestión agrícola

Efectos de la gestión agrícola sobre la vegetación arvense

De manera general, y en concordancia con estudios previos realizados en zonas con clima templado (Bengtsson et al. 2005; Hole et al. 2005; Kleijn et al. 2009), la intensificación agrícola reduce la diversidad vegetal en los campos de cereales mediterráneos. El análisis de más de 350 inventarios florísticos de cereales de secano de la depresión Central Catalana procedentes de diferentes muestreos propios, desde 1996 hasta 2005, y de la Base de Datos de Vegetación de Cataluña (BDBC 2007) entre los años 50 y 80 muestra que, de manera general, la riqueza y abundancia de las especies arvenses y mesícolas disminuye a lo largo de los años (Chamorro et al. 2007). Especies como *Roemeria hybrida*, *Hypochaeris glabra* y *Scandix pecten-veneris*, muy frecuentes y abundantes en el período de los años 50-80 son raras en los inventarios más recientes, e incluso desaparecen, como es el caso de *Agrostemma githago* y *Vaccaria pyramidata* (Fig. 1). Sin embargo, algunas especies como *Lolium rigidum*, *Papaver rhoeas*, *Convolvulus arvensis* y *Polygonum aviculare*, mantienen su frecuencia y abundancia a lo largo del tiempo, mientras que unas pocas especies, como *Bromus diandrus*, con poca importancia en los años 50-80, aumentan su abundancia y frecuencia con el tiempo.

El análisis de las características morfológicas y funcionales de las comunidades vegetales que colonizan los campos de cereal con gestión ecológica y convencional ha permitido destacar los efectos selectivos de ambos tipos de gestión sobre la forma de crecimiento y el tipo de polinización. Por un lado, la importancia de las monocotiledóneas en los campos convencionales aumenta, ya que la presión de los herbicidas ha causado una marcada regresión de las dicotiledóneas y ha favorecido la aparición de poblaciones de gramíneas resistentes a los herbicidas (Heap 1997), como por ejemplo *Avena sterilis* y *Lolium rigidum*. En consecuencia, en los campos convencionales predominan las plantas anémofilas, ya que a diferencia de la mayoría de especies dicotiledóneas, las gramíneas son principalmente polinizadas por el viento. También se ob-



Figura 1. *Agrostemma githago* (izquierda) y *Vaccaria pyramidata* (derecha) son dos especies mesícolas muy poco frecuentes y muy poco abundantes en los cultivos cerealistas de Cataluña debido a la intensificación agrícola. Fotografías de Ramon M. Masalles y L. Chamorro respectivamente.

servan cambios en la importancia relativa de las leguminosas entre los dos sistemas de gestión, siendo mucho más frecuentes y abundantes en los campos con gestión ecológica.

Un aspecto importante a tener en cuenta es que la intensidad de la gestión no es homogénea en los campos, sino que se intensifica desde el margen hacia el interior del campo. Esto es debido principalmente al incremento de la perturbación del suelo mediante el laboreo y la mayor eficiencia en la aplicación de fertilizantes y herbicidas desde el margen al interior del campo. Como resultado, la riqueza de especies de la vegetación disminuye desde el margen hasta el centro de los campos (Romero et al. 2008; José-María et al. 2010). Asimismo, la composición florística y la estructura de la vegetación también varían a lo largo del gradiente creciente de la intensidad de las prácticas agrícolas. La flora de los márgenes está constituida principalmente por especies típicas de los hábitats naturales y seminaturales que rodean los campos (principalmente prados secos anuales y perennes, zarzales, bosques y herbazales ruderales), el interior del campo está dominado por especies ruderales y arvenses, como por ejemplo *Lolium rigidum*, *Papaver rhoeas* y *Convolvulus arvensis*, mientras que en los bordes pueden coexistir ambos tipos de especies. No obstante, las especies mesícolas, propias de los sembrados, además de ser muy escasas en abundancia y en variedad, presentan un patrón de distribución espacial diferente, porque viven preferentemente cerca del borde. La menor intensidad de las prácticas agrícolas en el borde respecto al centro de los cultivos, que se manifiesta por una menor eficacia de la siembra, la fertilización y sobre todo el control de la flora arvense, explica la mayor diversidad y abundancia de estas especies en esta posición del campo. Las poblaciones de estas especies no pueden mantenerse en los márgenes debido a la mayor competencia por los recursos (espacio, luz, nutrientes) de la vegetación establecida (Marshall 2009; José-María et al. 2010). Sólo cuando los márgenes son periódicamente perturbados y ocupados por comunidades ruderales pueden ser hábitats temporalmente favorables para estas especies.

El análisis de la estructura de comunidades vegetales del margen, el borde y el centro de los campos de cereales a partir de los atributos morfológicos y funcionales de las especies ha permitido profundizar en la relación entre las características biológicas de las especies y las condiciones ecológicas de los ambientes que ocupan (José-María et al. 2011). La importancia relativa de las diversas formas vitales varía en relación al grado de perturbación del suelo. El centro y el borde, a diferencia del margen, son cultivados anualmente, y por lo tanto están sometidos a un nivel de perturbación del suelo mucho más alto. Por eso, las especies anuales ganan importancia a medida que nos adentramos hacia el interior de los campos, mientras que las especies perennes, que necesitan ambientes más estables para sobrevivir, ocupan preferentemente los hábitats adyacentes a los campos. La proporción de especies polinizadas por el viento es mayor en los márgenes que en el centro y el borde del campo, hecho que se explica por la dominancia de gramíneas anemófilas en algunos de los hábitats que ocupan los

márgenes. Además, muchas de las especies arvenses han desarrollado estrategias que favorecen la autopolinización como adaptación a los cambios periódicos que imponen las prácticas agrícolas (Regal 1982), a diferencia de la mayoría de plantas de los hábitats naturales de los márgenes, entre las cuales domina la polinización por el viento y por los insectos.

Efectos de la gestión agrícola sobre la vegetación de los márgenes

La gestión también afecta de manera notable la diversidad vegetal de los márgenes. Los resultados obtenidos indican que la diversidad vegetal de los márgenes adyacentes a campos convencionales es menor que los adyacentes a los campos con gestión ecológica (Bassa et al. 2012a). Este resultado está en concordancia con otros estudios realizados en áreas climáticas más templadas (Petersen et al. 2006; Manhoudt et al. 2007). Así mismo, la gestión del campo afecta también la composición florística de los márgenes, tal como previamente habían descrito Aude et al. (2003) y Boutin et al. (2008). En general, las especies sin interés para la conservación en los márgenes, anuales y con preferencia por los suelos ricos en nutrientes, ocupan principalmente los márgenes adyacentes a los campos convencionales (Bassa et al. 2011). Además, la riqueza y la abundancia de especies arvenses que potencialmente pueden infestar los cultivos son mayores en los márgenes dominados por zarzales, fenalares y comunidades ruderales adyacentes a los campos convencionales (Bassa 2012; Fig. 2). Un aspecto importante que hay que tener en cuenta es la anchura del margen. En los márgenes estrechos hay una mayor incidencia de la deposición por deriva de herbicidas y fertilizantes provenientes de los campos adyacentes con gestión convencional. Por este motivo, los efectos negativos de la gestión convencional sobre la vegetación de los márgenes son más acusados en los márgenes estrechos.

Efectos de la complejidad del paisaje agrícola sobre la vegetación

La complejidad del paisaje también afecta la riqueza específica y la composición de la flora (José-María et al. 2010). La riqueza de especies es mayor en los campos situados en paisajes complejos, en comparación con aquellos situados en paisajes simples, y la composición de especies también difiere según la complejidad del paisaje. Sin embargo, el efecto de la complejidad del paisaje es importante en los márgenes y en los bordes, pero no en el interior de los campos (Marshall 2009; José-María et al. 2010, Armengot et al. 2011b). El hecho de que no haya un efecto marcado de la complejidad del paisaje en el interior de los campos se debe a la gestión agrícola, que es más intensa que en los bordes y en los márgenes, y que inhibe la expresión de la diversidad vegetal (Romero et al. 2008). Además, dispersión a corta distancia de las semillas de muchas especies de los hábitats adyacentes puede dificultar la expresión del efecto positivo de la complejidad en el interior de los campos (Devlaeminck et al. 2005).

En los márgenes es donde la complejidad del paisaje tiene un efecto más importante. En paisajes complejos (Fig. 3), con una alta proporción de hábitats no cultivados, naturales y seminaturales, los márgenes tienen una mayor riqueza específica y una mayor presencia de especies perennes y leñosas y con interés para la conservación, además de tener una mayor diversidad de hábitats y un alto porcentaje del área ocupada por prados secos terofíticos y por vegetación leñosa (Bassa et al. 2012b). La mayor proporción de bosques y matorrales de los paisajes complejos también explica las diferencias observadas en las estrategias de diseminación en la vegetación de los márgenes. En las áreas abiertas, típicas de los paisajes simples (Fig. 4), aumenta la proporción de especies anemócoras, mientras que en las áreas con paisajes más complejos aumentan las especies zoócoras, debido a la predominancia de los bosques y matorrales que pueden ser una fuente de diásporas para la colonización de los márgenes, y por lo tanto pueden contribuir al mantenimiento de la diversidad de otros niveles tróficos (Liira et al. 2008).



Figura 2. Márgenes de cultivos herbáceos de secano mediterráneos colonizados por diferentes tipos de vegetación: fenalares, prados perennes dominados por *Brachypodium phoenicoides* (arriba a la izquierda), prados secos terofíticos (arriba a la derecha), comunidades ruderales (abajo a la izquierda) y zarzales dominados por *Rubus ulmifolius* y *Prunus spinosa* (abajo a la derecha). Fotografías de Laura José-María y Montserrat Bassa



Figura 3. Paisaje agrícola complejo (Calonge de Segarra, Anoia). Los cultivos herbáceos extensivos de secano cohabitan con la red de márgenes complejos constituidos por diversas comunidades vegetales y extensos fragmentos de vegetación arbórea. Fotografía de Montserrat Bassa.



Figura 4. Paisaje agrícola simple, monótono y banal en la comarca de la Conca de Barberà, dominado por extensas áreas cultivadas. Fotografía de Montserrat Bassa.

Implicaciones para la conservación de la diversidad vegetal

La composición florística y la estructura de la vegetación de los campos de cereales varían a lo largo del gradiente creciente de la intensidad de las prácticas agrícolas según la posición (márgen, borde y centro), el tipo de gestión (ecológica o convencional) y la complejidad del paisaje (José-María et al. 2010; Bassa et al. 2012b).

De manera general, los resultados de nuestros estudios señalan la necesidad de disminuir la intensificación agrícola, tanto a escala de campo como de paisaje, para preservar la biodiversidad de los agrosistemas. Por un lado, a escala de campo, se deben incentivar las prácticas agrícolas poco intensas, como las que se utilizan en los sistemas con gestión ecológica. Sin embargo, el análisis del banco de semillas revela que los campos ecológicos tienen un gran reservorio de semillas de especies arvenses en el suelo, y que se deben gestionar de forma adecuada para evitar grandes infesta-

ciones que puedan interferir con la producción (José-María y Sans 2011). Pero el objetivo no debe ser la completa eliminación de la flora arvense, ya que es un elemento clave de la biodiversidad de los agrosistemas (Marshall et al. 2003), sino buscar alternativas al uso de herbicidas que permitan mantener las poblaciones de las especies arvenses, especialmente las más competitivas, por debajo de los umbrales de infestación que hagan compatible la producción y la conservación de la biodiversidad (Mortensen et al. 2000; Armengot et al. 2013). En este sentido, es necesario mejorar las técnicas de limpieza de las semillas cuando se siembra con las de la propia cosecha para evitar la entrada de semillas de especies arvenses durante la siembra. Además, se debe profundizar en el diseño de la rotación de los cultivos (Koocheki et al. 2009), porque las rotaciones más complejas permiten controlar el tamaño de las poblaciones de las especies arvenses y evitan los efectos perjudiciales del aumento de la abundancia de determinadas especies problemáticas (McLaughlin y Mineau 1995), pero sin reducir los efectos positivos que derivan del mantenimiento de la diversidad de la flora arvense. Cabe subrayar que las repercusiones de una agricultura muy intensa sobrepasan a menudo el límite del cultivo y afectan la vegetación de los márgenes debido a la posible llegada de herbicidas y fertilizantes por deriva (Mars-hall y Moonen 2002; Boutin et al. 2008). Por dicho motivo, la limitación del uso de herbicidas, como mínimo en los bordes de los campos, es fundamental, tanto para evitar el impacto negativo sobre la flora de los hábitats de los márgenes como para favorecer a las especies mesócolas, que se concentran preferentemente en los bordes de los campos (Marshall 1989; Wilson y Aebischer 1995).

A escala de paisaje, se debe limitar la reducción y simplificación de los márgenes y a la vez favorecer la recuperación de los hábitats naturales. El mantenimiento de márgenes anchos y gestionados de una manera moderada favorece la diversidad vegetal en los márgenes, así como la persistencia de especies perennes y con interés para la conservación. Al mismo tiempo, la conservación de los márgenes herbáceos anchos puede disminuir la presencia y la abundancia de especies arvenses que potencialmente pueden infestar los campos adyacentes y reducir así los problemas que pueden causar estas especies dentro de los campos. Además, conservar las áreas ocupadas por pastizales terofíticos en los márgenes es importante no sólo para mantener la diversidad de plantas y favorecer la presencia de especies con interés para la conservación, sino también para la preservación de este hábitat *per se*. Los prados secos terofíticos son un hábitat vulnerable y amenazado, y está catalogado como Hábitat de Interés Comunitario y como Hábitat Natural Prioritario (European Union 1992). El mantenimiento de paisajes agrícolas heterogéneos, con gran diversidad de hábitats no cultivados, favorece la riqueza de hábitats y de especies en los márgenes, fomenta la presencia de especies perennes y con interés para la conservación, y disminuye la presencia de especies arvenses que potencialmente pueden infestar los cultivos.

Agradecimientos

Agradecemos la colaboración de los agricultores al facilitarnos el acceso a sus parcelas y el apoyo de los miembros del Departamento de Biología Vegetal de la Universidad de Barcelona durante las actividades de campo. Esta investigación ha sido financiada por los proyectos CGL2006-13190-C03-01 y CGL2009-13497-C02-01 del Ministerio de Economía y Competitividad, por el Ministerio de Educación, Cultura y Deporte a través de becas FPU a Laura Armengot y Laura José-María y por la Generalitat de Cataluña a través de becas FI a Berta Caballero y Montse Bassa. Asimismo la Generalitat de Cataluña a través de la financiación al Grupo de Investigación Emergente Ecología de los Sistemas Agrícolas (2009SGR1058) también ha contribuido al desarrollo de la investigación.

Referencias

- Armengot, L., José-María, L., Blanco-Moreno, J.M., Bassa, M., Chamorro, L., Sans, F.X. 2011a. A novel index of land use intensity for organic and conventional farming of Mediterranean cereal fields. *Agronomy for Sustainable Development* 31:699-707.
- Armengot, L., José-María, L., Blanco-Moreno, J.M., Romero-Puente, A., Sans, F.X. 2011b. Landscape and land-use effects on weed flora in Mediterranean cereal fields. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 142:311-317.
- Armengot, L., José-María, L., Chamorro, L., Sans, F.X. 2013. Weed harrowing in organically grown cereal crops avoids yield losses without reducing weed diversity. *Agronomy for Sustainable Development* 33: 405-411
- Aude, E., Tybirk, K., Pedersen, M. B. 2003. Vegetation diversity of conventional and organic hedgerows in Denmark. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 99:135-147.
- Baraibar, B. 2013. La depredación de semillas de malas hierbas, una función ecológica a conservar y potenciar. *Ecosistemas* 22(1):62-66.
- Bassa, M. 2012. *La vegetació dels marges dels conreus herbacis extensius de secà: efectes de la gestió agrícola i el paisatge*. Tesis doctoral, Universitat de Barcelona, España.
- Bassa, M., Boutin, C., Chamorro, L., Sans, F.X. 2011. Effects of farming management and landscape heterogeneity on plant species composition of Mediterranean field boundaries. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 141:455-460.
- Bassa, M., Chamorro, L., José-María, L., Blanco-Moreno, J.M., Sans, F.X. 2012a. Factors affecting plant species richness in field boundaries in the Mediterranean region. *Biodiversity and Conservation* 21:1101-1114.
- Bassa, M., Chamorro, L., Sans, F.X. 2012b. Vegetation patchiness of field boundaries in the Mediterranean region: the effect of farming and landscape at multiple spatial scales. *Landscape and Urban Planning* 106(1):25-43.
- BDBC. Banc de Dades de Biodiversitat de Catalunya. Departament de Biologia Vegetal de la Universitat de Barcelona i Departament de Medi Ambient de la Generalitat de Catalunya. (Barcelona). <http://biodiver.bio.ub.es/biocat/homepage.html> (Consulta: 2007).
- Bengtsson, J., Ahnstrom, J., Weibull, A.C. 2005. The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: A meta-analysis. *Journal of Applied Ecology* 42(2):261-269.
- Boutin, C., Baril, A., Martin, P.A. 2008. Plant diversity in crop fields and woody hedgerows of organic and conventional farms in contrasting landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 123:185-193.
- Caballero-López, B., Blanco-Moreno, J.M., Pérez, N., Pujade-Villar, J., Ventura, D., Oliva, F., Sans, F.X. 2010. A functional approach to assessing plant-arthropod interaction in winter wheat. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 123:288-293.
- Caballero-López, B., Blanco-Moreno, J.M., Pérez-Hidalgo, N., Michelena-Saval, J.M., Pujade-Villar, J., Sans, F.X. 2012. Weeds, aphids, and specialist parasitoids and predators benefit differently from organic and conventional cropping of winter cereals. *Journal of Pest Science* 85(1):81-88.
- Chamorro, L., Romero, A., Masalles, R.M., Sans, F.X. 2007. Cambios en la diversidad de las comunidades arvenses en los cereales de secano en Cataluña. En: *Actas del XI Congreso 2007 de la Sociedad Española de Malherbología*, pp. 51-57. Sociedad Española de Malherbología, Albacete, España.
- Clergue, B., Amiaud, B., Pervanchon, F., Lasserre-Joulin, F., Plantureux, S. 2005. Biodiversity: function and assessment in agricultural areas. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 25:1-15.
- Devlaeminck, R., Bossuyt, B., Hermy, M., 2005. Seed dispersal from a forest into adjacent cropland. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 107:57-64.
- European commission. agriculture and rural development. 2011. <http://ec.europa.eu/agriculture/>
- European Union 1992. Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. Official Journal L206/1992, 22 July 1992 (pp. 0007-0050). <http://eurlex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31992L0043> Accessed 01.10.10.
- Gabriel, D., Thies, C., Tschardtke, T. 2005. Local diversity of arable weeds increases with landscape complexity. *Perspectives in Plant Ecology Evolution and Systematics* 7(2):85-93.

- Gabriel, D., Roschewitz, I., Tschamtkke, T., Thies, C. 2006. Beta diversity at different spatial scales: Plant communities in organic and conventional agriculture. *Ecological Applications* 16(5):2011-2021.
- Gibson, R.H., Pearce, S., Morris, R.J., Symondson, W.O.C., Memmott, J. 2007. Plant diversity and land use under organic and conventional agriculture: a whole-farm approach. *Journal of Applied Ecology* 44:792-803.
- Heap, I.M. 1997. The occurrence of herbicide-resistant weeds worldwide. *Pesticide Science* 51:235-243.
- Herzog, F., Steiner, B., Bailey, D., Baudry, J., Billeter, R., Bukáček, De Blust, G., De Cocke, R., Dirksen, J., Dormann, C. F., De Filippi, R., Frossard, E., Liira, J., Schmidt, T., Stöckli, R., Thenail, C., van Wingerden, W., Bugter, R. 2006. Assessing the intensity of temperate European agriculture at the landscape scale. *European Journal of Agronomy* 24:165-181.
- Hole, D.G., Perkins, A.J., Wilson, J.D., Alexander, I.H., Grice, F., Evans, A.D. 2005. Does organic farming benefit biodiversity? *Biological Conservation* 122(1):113-130.
- José-María, L., Armengot, L., Blanco-Moreno, J.M., Bassa, M., Sans, F.X. 2010. Effects of agricultural intensification on plant diversity in Mediterranean dryland cereal fields. *Journal of Applied Ecology* 47:832-840.
- José-María, L., Blanco-Moreno, J.M., Armengot, L., Sans, F.X. 2011. How does agricultural intensification modulate changes in plant community composition? *Agriculture, Ecosystems and Environment* 145:77-84.
- José-María, L., Sans, F.X. 2011. Weed seedbanks in arable fields: effects of management practices and surrounding landscape. *Weed Research* 51:631-640.
- Kleijn, D., Kohler, F., Baldi, A., Batary, P., Concepcion, E.D., Clough, Y., Diaz, M., Gabriel, D., Holzschuh, A., Knop, E., Kovacs, A., Marshall, E.J.P., Tschamtkke, T., Verhulst, J. 2009. On the relationship between farmland biodiversity and land-use intensity in Europe. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* 276(1658):903-909.
- Koocheki, A., Nassiri, M., Alimoradi, L., Ghorbani, R. 2009. Effect of cropping systems and crop rotations on weeds. *Agronomy for Sustainable Development* 29(2):401-408.
- Liira, J., Schmidt, T., Aavik, T., Arens, P., Augenstein, I., Bailey, D., Billeter, R., Bukáček, R., Burel, F., De Blust, G., De Cock, R., Dirksen, J., Edwards, P. J., Hamerský, R., Herzog, F., Klotz, S., Kühn, I., Coeur, D., Miklová, P., Roubalova, M., Schweiger, O., Smulders, M.J.M., van Wingerden, W.K.R.E., Bugter, R., Zobel, M. 2008. Plant functional group composition and large-scale species richness in European agricultural landscapes. *Journal of Vegetation Science* 19:3-14.
- Manhoudt A.G.E., Visser A.J., de Snoo G.R. 2007. Management regimes and farming practices enhancing plant species richness on ditch banks. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 119:353-358.
- Marshall, E.J.P. 1989. Distribution patterns of plants associated with arable field edges. *Journal of Applied Ecology* 26(1):247-257.
- Marshall, E.J.P. 2009. The impact of landscape structure and sown grass margin strips on weed assemblages in arable crops and their boundaries. *Weed Research* 49(1):107-115.
- Marshall, E.J.P., Brown, V.K., Boatman, N.D., Lutman, P.J.W., Squire, G.R., Ward, L.K. 2003. The role of weeds in supporting biological diversity within crop fields. *Weed Research* 43(2):77-89.
- Marshall, E.J.P., Moonen, A.C. 2002. Field margins in northern Europe: Their functions and interactions with agriculture. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 89(1-2):5-21.
- McLaughlin, A., Mineau, P. 1995. The impact of agricultural practices on biodiversity. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 55(3):201-212.
- Mortensen, D.A., Bastiaans, L., Sattin, M. 2000. The role of ecology in the development of weed management systems: An outlook. *Weed Research* 40(1):49-62.
- Petersen, S., Axelsen, J.A., Tybirk, K., Aude, E., Vestergaard, P. 2006. Effects of organic farming on field boundary vegetation in Denmark. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 113:302-306.
- Pimentel, D., Stachow, U., Takacs, D.A., Brubaker, H.W., Dumas, A.R., Meaney, J.J., O'Neil, J.A.S., Onsi, D.E., Corzilius, D.B. 1992. Conserving biological diversity in agricultural/forestry systems. *Bioscience* 42:254-362.
- Preston C.D., Telfer, M.G., Arnold, H.R., Carey, P.D., Cooper, J.M., Dines, T.D., Hill, M.O., Pearman, D.A., Roy, D.B., Smart, S.M. 1992. *The Changing Flora of the UK*. DEFRA, London, UK.
- Regal, P.J. 1982. Pollination by wind and animals - ecology of geographic patterns. *Annual Review of Ecology and Systematics* 13:497-524.
- Reidsma, P., Tekelenburg, T., van den Berg, M., Alkemade, R. 2006. Impacts of land-use change on biodiversity: An assessment of agricultural biodiversity in the European Union. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 114:86-102.
- Rigby, D., Woodhouse, P., Young, T., Burton, M. 2001. Constructing a farm level indicator of sustainable agricultural practice. *Ecological Economics* 39:463-478.
- Romero, A., Chamorro, L., Sans, F.X. 2008. Weed diversity in crop edges and inner fields of organic and conventional dryland winter cereal crops in NE Spain. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 124(1-2):97-104.
- Rundlöf, M., Edlund, M., Smith, H.G. 2010. Organic farming at local and landscape scales benefits plant diversity. *Ecography* 33:514-522.
- Schippers P., Joenje W. 2002. Modelling the effect of fertiliser, mowing, disturbance and width on the biodiversity of plant communities of field boundaries. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 93:351-365.
- Shriar, A.J. 2000. Agricultural intensity and its measurement in frontier regions. *Agroforestry Systems* 49:301-318.
- Tschamtkke, T., Klein, A.M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I., Thies, C. 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity-ecosystem service management. *Ecology Letters* 8(8):857-874.
- Wilson, P.J., Aebischer, N.J. 1995. The distribution of dicotyledonous arable weeds in relation to distance from the field edge. *Journal of Applied Ecology* 32(2):295-310.
- Zhang, W., Ricketts, T.H., Kremen, C., Carney, K., Swinton, S.M. 2007. Ecosystem services and dis-services to agriculture. *Ecological Economy* 64:253-260.